台灣農業化學與食品科學（中華民國一〇〇年十月／第四十九卷第五期：第二六〇至二七四頁）
Taiwanese Journal of Agricultural Chemistry and Food Science (October, 2011) 49(5): 260-274

平地長期林地之土壤性質與有機碳量蓄積

林映儒[1] 鄭智馨[1*] 曾聰堯[2] 王尚禮[3] 郭鴻裕[4]

[1] 國立臺灣大學森林環境暨資源學系
[2] 林業試驗所育林組
[3] 國立中興大學土壤環境科學系
[4] 農業試驗所農業化學組

（接受刊載日期：中華民國一百年十月七日）

平地造林是目前積極推動的政策之一，不過，我們對平地經長期造林後的土壤性質與土壤有機碳的蓄積所知仍甚少，也無實際的例子可證明。本研究藉由調查長期果園廢耕地與造林地，以實際林地資料協助評估平地長期林地可能的土壤性質與碳蓄積量，同時並比較鄰近長期耕作農地土壤，利用土壤有機物粒徑分離及粘土礦物鑑定等分析方式，探討林地土壤有機碳量的蓄積機制及其相較於農地土壤的增加碳量。研究結果顯示長期林地與鄰近農地土壤性質間呈現顯著性差異，林地土壤一般有較低的土壤pH值與總體密度，較高的有機碳（氮）濃度、單位面積碳（氮）儲存量與碳氮比。不過，個別農地的管理與施肥，特別是水稻田土壤本身的較低土壤總體密度與較高有機碳（氮）濃度與碳氮比，則會改變這樣的趨勢；農地的肥料施用，也會造成個別樣區土壤交換性鹽基、陽離子交換容量與有效性磷含量的改變。若以調查樣區為基準，長期林地表層0-20 *cm* 土壤平均可較鄰近農地增加7.8 *ton C* ha^{-1}土壤有機碳儲存量，但增加儲存碳量以活性大的土壤有機碳為主，僅有部分林地土壤有機碳可轉變至穩定且活性低的惰性土壤有機碳。林地土壤平均每年約可增加土壤有機碳量為0.34 *ton C* ha^{-1} y^{-1}，這樣的結果相當接近全球農地轉作林地的年平均增加土壤有機碳量（0.3 *ton* ha^{-1} y^{-1}）。在現有平地造林政策下，二萬五千公頃的平地造林面積預期將可增加1.9 × 10^5噸土壤有機碳量。

關鍵字：造林，土壤有機碳量，土壤性質，碳吸存，粒徑分離。

Soil Properties and Organic Carbon Sequestration in the Long-term Afforested Stands of Plain Areas

Ying-Ru Lin[1], Chih-Hsin Cheng[1]*, Tsung-Yao Tseng[2], Shan-Li Wang[3] and Horng-Yuh Guo[4]

[1] *School of Forestry and Resource Conservation, National Taiwan University, Taipei, 106, Taiwan*
[2] *Division of Silviculture, Taiwan Forestry Research Institute, Taipei, 100, Taiwan*
[3] *Department of Soil and Environmental Sciences, National Chung Hsing University, Taichung, 402, Taiwan*
[4] *Division of Agricultural Chemistry, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, 413, Taiwan*

(Accepted for publication: October 7, 2011)

Afforestation in the marginal cultivated lands of plain areas is positively implemented in Taiwan. However, the information of long-term afforestation effects on soil properties and soil organic carbon (C) sequestration is still scarce, and no field data exists. In this study, the long-term abandoned orchards and afforested sites were examined as the proxies to assess the long-term afforestation effects on soil properties and soil organic C sequestration. Soil organic C size fractionation and clay mineral identification were also conducted to elucidate the mechanisms of soil organic C sequestration. Our results showed that afforestation could result in lower pH and bulk density and higher soil organic C and nitrogen content and storages compared to the adjacent cultivated stands. However, this general trend can be deflected by the specific management of the individual cultivated stand. For example, afforestation on the paddy rice soil could have opposite results due to the lower bulk density and higher C and N content and storages in the paddy rice soil. Fertilization in the adjacent cultivated stands may also increase exchangeable cations, cation exchange capacity and available phosphorus and abate the effect of afforestation. Average soil organic C storages at 0-20 *cm* depth in the afforested stands was 7.8 *ton C* ha^{-1} higher than that in the cultivated stands, while most of these sequestrated C storages belonged to the labile C pools and only a few amount of sequestrated C storages can be stored in the recalcitrant C pools. Annual soil organic C accumulation was 0.34 *ton C* ha^{-1} y^{-1}, which was close to the mean value of global afforestation (0.3 *ton C* ha^{-1} y^{-1}). We estimate that present afforestation policy over 25,000 *ha* afforested areas can then sequestrate 1.9 × 10^5 *ton* C in soils.

Key words: Afforestation, Soil organic carbon, Soil properties, Carbon sequestration, Size fractionation.

* Corresponding author. E-mail: chengch@ntu.edu.tw

前　言

森林轉作成為農業使用是除燃燒化石燃料外，大氣二氧化碳濃度增加的另一個重要來源。從林地轉換至農地過程中，林木的燃燒移除與持續的農地耕犁，造成原本儲存於林地內的碳量(C stocks)，迅速地被分解而釋放至大氣[1]。相反地，將耕作農地廢耕或造林，森林的恢復與蓄積碳量的增加，使得造林地成為對大氣二氧化碳吸存的碳匯(C sink)[2]。農地造林後，除林木或林下植物生物碳量的增加外，林地生態系統內其它部位碳庫，如死有機物質碳量(就如枯枝落葉、枯立木與枯倒木)與土壤有機碳量等，也可能由於林地的建立而增加碳量，同樣具有對大氣二氧化碳吸存的能力[3]。

不過，造林後土壤有機碳量的增加與否，往往是爭議較大的地方，因為土壤有機碳量變化受到農業耕作歷史、農作物類型、管理方法、造林樹種、土壤礦物及氣候條件的影響甚大，且農地造林後土壤有機碳量的增加、減少或是不受影響都曾被報導[4-7]。儘管如此，長時間的農地廢耕與造林，土壤有機碳量的蓄積仍被IPCC[3]與清潔發展機制(clean development mechanism)[8]列為重要的蓄積碳庫與評估項目之一。

農地轉作林地過程中，除土壤有機碳量的變化外，林地使用下的減少耕犁、停止施肥與較多枯落物進入土壤，加上林木植體對養分元素的吸收與重新分配與林地建立後的微氣候改變，同樣也對原有土壤性質產生重大影響，就如林木對土壤鹽基陽離子的吸收與落葉回饋，可能導致土壤交換性陽離子濃度的改變[9,10]。且Jug等人[11]認為造林七至十年後即可造成土壤交換性陽離子與碳氮含量等性質的差異，Vesterdal等人[12]及Ritter等人[13]以造林時間序列樣區為例，認為土壤有機碳、土壤交換性陽離子與pH值等土壤性質可隨造林時間增加而呈線性增加或減少。因此，造林除可改變原有土壤肥力外，也對後續林地的生物地球化學循環產生一定程度影響。

近年來政府積極推動「平地景觀造林及綠美化方案」，即針對不具競爭力農地與休耕蔗田給予獎勵與補助、輔導造林，此方案預定增加造林面積25,100公頃，並期望能夠達到六萬公頃。在2002-2007年間，平地造林面積已有8,831公頃，包括縣市政府造林面積871公頃與台糖公司所屬土地平地造林達7,960公頃[14]。若以平地造林政策所提出二十年給付標準當作林地的造林時間，就如前面所述，造林二十年後的土壤性質與土壤有機碳量會因林地的建立而有重大改變。不過，台灣現今對平地造林的土壤性質變化與可能的土壤有機碳蓄積量所知甚少，也無實際的例子可證明。本研究擬藉由過去農民自發性的長期果園廢耕地與造林地為例，以實際林地資料為例子，協助評估平地長期林地之土壤性質與可能的土壤有機碳蓄積量。為了解土壤性質的變化趨勢，我們同時也對鄰近農地土壤進行採樣，比較林地與農地土壤兩者間的差異。本研究目地包括(1)評估平地長期林地之土壤性質與土壤有機碳蓄積量；(2)利用土壤有機物粒徑分離及粘土礦物鑑定，探討林地土壤有機碳量的蓄積機制，並比較林地土壤相較於農地土壤的增加碳量。

材料與方法

一、研究樣區

本研究選擇過去農民自發性且面積超過0.5公頃以上的長期果園廢耕地與造林地為例子，進行長期林地土壤性質變化與土壤有機碳蓄積量的研究。研究樣區選擇準則包括：(1)樣區為長時間林木生長，且林地使用前須作為農地使用，(2)樣區林木樹冠鬱閉，底層植生與林地枯枝落葉層覆蓋完整，呈現長時間無人為干擾，(3)完整造林區塊面積須達0.5公頃以上，與(4)鄰近樣區為持續農地使用，以作為對照組。

本研究共計調查五個樣區，分別位於為台南市仁德區TN1與TN2樣區(22°56′N, 120°16′E)、台中市后里區TC樣區(24°18′N, 120°40′E)、彰化縣芳苑鄉CH樣區(23°57′N, 120°23′E)與桃園縣大園鄉TY樣區(25°00′N, 121°15′E)。詳細樣區資料可參考林等人[15]，簡要而言，TN1林地樣區為荔枝(*Litchi chinensis*)廢果園，鄰近農地為蔗田(*Saccharum officinrum*)種植農地，採樣當時為休耕。TN2林地樣區為蓮霧(*Eugenia javanica*)廢果園，鄰近農地為旱作農地，採樣當時為休耕。台中(TC)林地樣區為荔枝廢耕園，鄰近農地現為葡萄(*Vitis lanata* Roxb.)種植。彰化(CH)林地樣區為榕樹(*Ficus benghalensis*)造林，當初主要作為景觀樹種栽培農地，但因市場需求減少而棄置，鄰近農地為水田與蔬菜或雜作輪作農地，採樣當時為蘆筍(*Asparagus officinalis*)播種初期。桃園(TY)林地樣區為樟樹(*Cinnamomum camphora*)造林，為鎘污染農地

造林，樣區除樟樹外，少部分地區同時混植馬拉巴栗(*Pachira macrocarpa*)及黑板樹(*Alstonia scholaris*)，鄰近農地為持續水稻(*Oryza sativa*)栽培農地，採樣時間為二期水稻收割後。

樣區氣候資料與林分特性如表一所示。現有林木密度為每公頃321至1,281株林木，平均樹高介於7.2至14.8 *m*，在1.3 *m*胸高高度下的平均樹幹數為1,302至2,821根，平均樹幹胸高直徑(diameter at breast height, DBH)為8.3至11.3 *cm*，樣區胸高斷面積(basal area)為29.2至68.5 $m^2\ ha^{-1}$。樣區林地種植時間根據不同版次相片基本圖與配合詢問農民得到，台南TN1及TN2樣區約為33年及20年，台中TC樣區約為33年，彰化CH樣區為14年，桃園TY樣區為16年(表一)。果園廢耕之TN1、TN2與TC樣區，雖然無法斷定實際果園廢耕時間，但就現有的樣區內均存有胸高直徑超過15-25 *cm*的陽性先驅植物而言，其廢耕時間可能超過15年。表一也進一步說明調查林地樣區大致符合林地採樣之設定準則，即調查樣區之林木栽植時間至少14年以上，且其樹冠鬱閉及樹冠高度大於7 *m*以上。

除TC樣區位於后里台地有較高海拔高度外(218 *m*)，其它樣區海拔高度低於100 *m*，且所有調查樣區地勢平緩。依據中央氣象局鄰近氣象監測地點的資料顯示，調查樣區年平均溫度介於23至25℃間，年平均雨量則除CH樣區較低(1,500 *mm*)外，其它樣區年平均雨量皆高於2,000 *mm*。TN2與CH樣區分別位於二仁溪與濁水溪溪邊之年輕沖積河階上，屬粗質地土壤；TY樣區則位於中壢台地，有較老的土壤化育，土壤質地也較細(表一)。林地與農地表層土壤0-10 *cm*的質地大致呈現相同分布(表一)，一般以持續耕作農地土壤含有些許較高的粘粒含量，但TN1樣區則呈現較大變異，可能由於該樣區離二仁溪河道近，不同時間下的河道堆積物造成小區域內有較高的土壤質地變異，不過，所有樣區內的黏土礦物組成並無明顯差異(本論文之分析結果)。

二、土壤採樣與分析

在每個林地樣區內，我們分別建立三個10 *m* × 10 *m*大小的小樣區(plot)進行林地樣區土壤採樣，每個小樣區內再隨機選取三個以上土樣，分層採集並混合土壤深度0-10、10-20 *cm* 土樣，每個樣區共計採集三重複土壤樣品。鄰近農地土壤則選擇緊鄰林地樣區的農地當成鄰近農地樣區(除桃園TY樣區由於道路與屋舍影響，使得農地樣區樣點距林地樣區約為100-200 *m*)，鄰近農地土壤樣品的採集，則先在鄰近農地建立三條採樣線，在每條採樣線距林地邊界25、50與75 *m*處進行土壤採集，再將同一採樣線內的所採集土樣樣本依土壤分層混合成單一樣品，以三重複方式採集土壤樣品。田間採樣時，也利用100 cm^3的不鏽鋼土環(soil core)分層採集土壤樣品用以分析各層土壤之總體密度。土壤樣品取回實驗室後，先經自然風乾，磨土過篩至通過2 *mm*篩網後，再進行土壤性質分析。土環之土樣則放置於105℃烘箱，經24小時將其水分完全除去後，秤重測土壤總體密度($g\ cm^{-3}$)。土壤性質分析[16,17]包括：

(1)土壤質地：利用機械分析-鮑氏比重計法分析。

(2)pH值：以1：2.5土壤與蒸餾水(*w/v*)混合，再用pH玻璃電極測定。

(3)土樣有機碳、氮濃度與儲存量：小部分過篩土壤樣品再以球磨機細磨(MM400, Retsch, Newtown, PA, USA)，經細磨後的土壤樣品，利用元素分析儀(Heraeus vario III-NCH, Hanau, Germany)分析土壤有機碳與氮濃度($g\ kg^{-1}$)。由於CH樣區土壤化育自含有石灰質沖積土壤，分析時則先以0.1 *N* HCl去除碳酸鹽類後，再進行元素分析儀分析。單位面積土壤有機碳與氮儲存量($ton\ C\ ha^{-1}$ or $ton\ N\ ha^{-1}$)為土樣有機碳與氮濃度、土壤深度與總體密度的乘積，其計算公式如式(1)表示：

單位面積土壤有機碳或氮儲存量($ton\ C\ ha^{-1}$ or $ton\ N\ ha^{-1}$) = 土樣有機碳與氮濃度($g\ kg^{-1}$) × 土壤深度(*m*) × 土壤總體密度($ton\ m^{-3}$) (1)

(4)可交換性鹽基陽離子(exchangeable cations)與陽離子交換容量(cation exchange capacity, CEC at 7.0)：以1 *N* pH 7.0的NH_4OAc溶液進行土壤淋洗，淋洗後濾液利用原子吸收光譜儀(Hitachi AAS 180-30, Japan)測定鉀、鈣、鎂含量，即為土壤交換性鉀、鈣、鎂含量($mmol\ (+)\ kg^{-1}$)。經NH_4OAc淋洗被土壤所吸附的銨根離子，再以2 *N* KCl置換土壤所吸附銨根，以蒸餾法測定濾液銨態氮含量，即為土壤於pH 7.0下的CEC ($mmol\ (+)\ kg^{-1}$)。

(5)土壤有效性磷：有效性磷的測定以Mehlich-

表一 林地樣區之氣候與林分特性

Table 1. Climatic and stand characteristics in the afforested stands

Sites	Species	Elevation (*m*)	MAP[1] (*mm*)	MAT[1] (℃)	Area (*ha*)	Age (*years*)	Tree (trunk) density (# ha^{-1})	Mean trunk DBH[2] (*cm*)	Canopy height (*m*)	Basal area (m^2 ha^{-1})	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
TN1	*Litchi chinensis*	14	2056	24.7	0.69	33	560 (1566) ± 134 (492)[3]	16.7 ± 0.6	11.8 ± 1.8	40.7 ± 3.2	44[4]	48	8
											20[4]	64	16
TN2	*Eugenia javanica*	13	2056	24.7	0.51	20	321 (2821) ± 91 (855)	12.8 ± 0.7	10.6 ± 0.7	68.5 ± 12.1	72	24	4
											72	24	4
TC	*Litchi chinensis*	218	2383	23.7	0.55	33	1100 (2733) ± 252 (754)	16.5 ± 0.9	7.2 ± 0.2	64.1 ± 7.6	60	32	8
											52	28	20
CH	*Ficus benghalensis*	13	1436	23.7	0.59	14	533 (1433) ± 67 (145)	16.6 ± 0.7	14.8 ± 1.0	39.6 ± 3.0	92	8	0
											84	12	4
TY	*Cinnamomum camphora*	82	2428	23.4	0.67	16	1281 (1302) ± 377 (374)	14.7 ± 0.7	10.7 ± 0.5	29.2 ± 2.7	28	44	28
											24	48	28

1 MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature.

2 Diameter at breast height.

3 Average ± SE of mean.

4 First row represents soil texture (at 0-10 *cm* depth) of forest stand and second row represents soil texture of cultivated stand.

3溶液萃取土壤有效性磷，萃取液利用鉬藍法(Molybdenum blue method)以分光光譜儀(V-630, Jascol, Japan)於波長872 *nm*下測定土壤有效磷濃度($mg\ kg^{-1}$)。

三、土壤有機碳粒徑分離(Soil organic carbon particle-size fractionation)

土壤有機碳粒徑分離係參考Amelung等人[18]與Solomon等人[19]的方法，利用超音波物理粉碎方式將土壤團粒震碎，並依粒徑大小(砂粒粒徑、坋粒粒徑與粘粒粒徑)進行分離(fractionation)，經分離後不同粒徑土壤再進行有機物碳、氮元素分析，可對土壤有機物物進行進一步分類與分析，了解那些性質的土壤有機碳(活性大小)可被蓄積在林地土壤，或是林地土壤是否可藉由粘粒保護而增加土壤有機碳蓄積[18,19]。粒徑分離後，砂粒粒徑下的土壤有機物常為顆粒型態有機物(particulate SOM)，外觀上較接近新鮮植物殘體，屬於分解速率快的活性(labile)土壤有機物；而粘粒粒徑下的土壤有機物常經腐植質化(或被微生物高度分解)後土壤有機物或是與土壤礦物緊密結合且受到礦物保護之有機複合體(organomineral complexes)，屬於不易分解的惰性(recalcitrant)土壤有機物[20,21]。

在作法上，秤取30 *g*表層0-10 *cm*風乾土樣，依土/水比例1：5 (*w/v*)加入去離子水，利用超音波粉碎機(Ultrasonic Processor, E-Chrom Tech, Taipei, Taiwan)，在60 $J\ mL^{-1}$粉碎能量下，先將大團粒或較弱結合的土壤團粒分散，並以濕篩方式分離出砂粒粒徑(sand-size, 50-2000 μm)土樣。過篩之土壤溶液再洗入燒杯，並調整土/水比例至1：10，利用440 $J\ mL^{-1}$能量分散較為緊密結合的土壤團粒，粉碎後土壤溶液以離心方式分離坋粒粒徑(silt-sized 2-50 μm)土壤與粘粒粒徑($< 2\ \mu m$)土壤。經分離後的土壤粒徑溶液放於40℃烘箱直至水分散失，烘乾後土樣樣品經秤重，可得到不同粒徑下的重量分佈與粒徑分離回收率。小部分不同粒徑土壤樣品再以球磨機細磨，利用元素分析儀進行碳、氮元素濃度分析，可分別得到砂粒、坋粒與粘粒粒徑下的碳、氮濃度($g\ kg^{-1}$ fraction)。不同粒徑(砂粒、坋粒與粘粒粒徑)土壤有機碳或氮儲存量($ton\ ha^{-1}$)則為有機碳或氮濃度、土壤深度與總體密度乘積。

四、粘土礦物分析

土壤礦物鑑定分析前，風乾土壤樣品先經醋酸鈉去碳酸鹽類與可溶性鹽類以及過氧化氫除去除有機質後，再取2 *g*已去有機質、碳酸及可溶性鹽類土壤樣品，置入離心管中，加入0.3 *M*檸檬酸鈉溶液40 *mL*，及1 *M*的碳酸氫鈉($NaHCO_3$)溶液5 *mL*，置入80℃水浴隔水加熱，再加入2 *g*連二亞硫酸鈉($Na_2S_2O_4$)，攪拌15分鐘後加入氯化鈉(NaCl)至離心管且攪拌。然後在2,000 *rpm*轉速下，離心15分鐘，之後用檸檬酸鈉溶液洗兩次去除金屬氧化物。經處理土壤置於沉降桶中以虹吸法抽取小於2 μm粘粒懸浮液，以製作X光繞射(x-ray diffraction, XRD)定位片。定位片之後續處理，包括鉀飽和加熱處理、鎂飽和處理與鎂飽和－甘油處理，不同處理的X光繞射定位片利用X光繞射分析儀(X′Pert PRO MRD, PANalytical, Almelo, Netherlands)進行礦物鑑定分析。

五、資料分析

林地及鄰近農地土壤性質，包括pH值、總體密度、土壤碳氮濃度與儲存量、交換性鹽基、CEC、有效性磷含量以及經粒徑分離之後砂粒、坋粒、粘粒的碳、氮濃度與儲存量等性質，利用SAS 9.1(SAS systems, Cary, NC, USA)均值檢定兩者之差異分析($p < 0.05$)。此外，為避免個別樣區會因個別(site-specific)干擾而影響結果，我們也以五個樣區為例，進行土壤性質成對樣品(林地 vs 農地) t-test (pair t-test)統計分析，但由於土壤性質受到經營管理影響甚大，特別是水稻田的浸水還原環境，會大大降低微生物活性與限制土壤有機物的分解，因此，進行成對樣品t-test時，我們將樣區區分為非水稻田鄰近樣區(TN1、TN2、TC與CH)與加入鄰近水稻田TY樣區後的五個調查樣區(TN1、TN2、TC、CH與TY)等兩組資料進行比較。

結　　果

一、長期林地與鄰近農地土壤性質

調查樣區土壤pH值介於3.7-6.8間，以台地地形化育之TC與TY樣區的pH值最低，含石灰質粘板岩沖積的CH樣區pH值最高(表二)。除水

表二 林地與農地樣區之土壤性質

Table 2. Soil properties in the afforested and cultivated stands

Sites		pH		Bulk density ($g\ cm^{-3}$)		SOC content ($g\ C\ kg^{-1}$)		TN content ($g\ N\ kg^{-1}$)		C/N ratio		SOC storage ($ton\ C\ ha^{-1}$)		TN storage ($ton\ N\ ha^{-1}$)	
		0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*
TN1	F[1]	**4.7 ± 0.1**[2,3]	**4.8 ± 0.1**	**1.0 ± 0.0**	1.3 ± 0.1	**21.7 ± 1.9**	**10.4 ± 1.0**	**1.7 ± 0.2**	1.0 ± 0.1	**12.8 ± 0.3**	10.6 ± 0.5	**22.2 ± 1.5**	**12.9 ± 0.6**	**1.7 ± 0.2**	1.2 ± 0.1
	C[1]	**6.0 ± 0.1**	**6.1 ± 0.0**	**1.3 ± 0.0**	1.3 ± 0.0	**7.9 ± 1.0**	**6.7 ± 0.7**	**0.8 ± 0.1**	0.8 ± 0.1	**9.7 ± 0.9**	8.5 ± 0.8	**10.1 ± 1.3**	**9.0 ± 1.0**	**1.1 ± 0.1**	1.1 ± 0.1
TN2	F	4.8 ± 0.1	**4.9 ± 0.1**	1.1 ± 0.0	1.2 ± 0.1	**14.9 ± 1.2**	**6.6 ± 0.3**	**1.2 ± 0.0**	**0.9 ± 0.0**	**12.8 ± 0.3**	10.6 ± 0.5	**16.3 ± 0.7**	**7.7 ± 0.3**	**1.3 ± 0.0**	1.0 ± 0.0
	C	5.3 ± 0.2	**5.5 ± 0.2**	1.2 ± 0.0	1.3 ± 0.0	**4.7 ± 0.4**	**4.9 ± 0.3**	**0.6 ± 0.1**	**0.5 ± 0.0**	**8.7 ± 0.3**	9.0 ± 0.6	**5.7 ± 0.5**	**6.2 ± 0.4**	**0.7 ± 0.1**	0.9 ± 0.2
TC	F	**3.7 ± 0.0**	**3.8 ± 0.1**	1.2 ± 0.0	1.5 ± 0.1	**23.1 ± 0.6**	8.4 ± 1.6	**1.4 ± 0.0**	1.0 ± 0.1	**15.4 ± 0.1**	9.0 ± 1.1	**26.9 ± 0.5**	12.8 ± 2.1	1.8 ± 0.0	1.4 ± 0.0
	C	**5.5 ± 0.1**	**5.6 ± 0.0**	1.4 ± 0.0	1.5 ± 0.0	**12.1 ± 0.1**	7.8 ± 0.2	**1.1 ± 0.0**	0.9 ± 0.0	**9.5 ± 0.2**	7.1 ± 0.1	**17.5 ± 0.5**	10.7 ± 0.2	1.8 ± 0.0	1.5 ± 0.0
CH	F	**6.0 ± 0.1**	**6.4 ± 0.1**	**1.1 ± 0.0**	1.2 ± 0.0	**11.5 ± 0.9**	3.3 ± 0.4	**1.3 ± 0.0**	**0.8 ± 0.0**	**8.9 ± 0.7**	4.2 ± 0.3	**12.0 ± 1.2**	4.1 ± 0.4	**1.3 ± 0.0**	**0.8 ± 0.0**
	C	**6.7 ± 0.0**	**6.8 ± 0.0**	**1.2 ± 0.0**	1.2 ± 0.0	**2.1 ± 0.2**	1.9 ± 0.1	**0.7 ± 0.1**	**0.6 ± 0.1**	**3.2 ± 0.1**	3.6 ± 0.6	**2.5 ± 0.2**	2.3 ± 0.1	**0.7 ± 0.0**	**0.6 ± 0.0**
TY	F	4.8 ± 0.0	4.8 ± 0.1	**1.3 ± 0.0**	**1.4 ± 0.0**	**20.0 ± 0.7**	**9.2 ± 0.7**	**1.5 ± 0.1**	**0.9 ± 0.0**	13.4 ± 0.3	**10.1 ± 0.4**	25.6 ± 1.2	**12.8 ± 0.8**	1.9 ± 0.1	**1.3 ± 0.0**
	C	4.9 ± 0.1	5.1 ± 0.1	**0.8 ± 0.1**	**1.0 ± 0.1**	**31.9 ± 3.6**	**26.1 ± 4.0**	**2.2 ± 0.3**	**1.8 ± 0.3**	14.4 ± 0.2	**14.5 ± 0.5**	25.5 ± 2.4	**24.8 ± 2.2**	1.8 ± 0.2	**1.7 ± 0.1**

1 F: afforested stands; C: cultivated stands.

2 Data were given as mean values with standard error of mean (n = 3).

3 Significant differences between afforested and cultivated stands are in bold ($p < 0.05$).

表二 林地與農地樣區之土壤性質(續)

Table 2. Soil properties in the afforested and cultivated stands (Continued)

Sites		Exch. Ca ($mmol\ (+)\ kg^{-1}$)		Exch. K ($mmol\ (+)\ kg^{-1}$)		Exch. Mg ($mmol\ (+)\ kg^{-1}$)		CEC ($mmol\ (+)\ kg^{-1}$)		Avail P ($mg\ kg^{-1}$)	
		0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*	0-10 *cm*	10-20 *cm*
TN1	F	**72.3 ± 12.9**	53.7 ± 10.8	4.3 ± 0.9	2.7 ± 0.9	**21.2 ± 2.3**	9.7 ± 1.2	**230 ± 25**	**103 ± 10**	71 ± 7	**87 ± 5**
	C	**38.2 ± 3.7**	43.2 ± 3.7	1.5 ± 0.6	2.0 ± 1.2	**11.9 ± 0.8**	9.2 ± 0.7	**73 ± 8**	**84 ± 5**	61 ± 13	**164 ± 10**
TN2	F	**48.7 ± 7.6**	33.2 ± 3.4	2.9 ± 0.3	**3.0 ± 0.5**	**14.6 ± 2.1**	7.2 ± 0.5	**78 ± 2**	**70 ± 4**	**13 ± 1**	42 ± 14
	C	**26.3 ± 0.6**	30.2 ± 1.2	2.6 ± 0.2	**3.8 ± 0.3**	**9.5 ± 0.1**	7.0 ± 0.0	**56 ± 4**	**50 ± 3**	**29 ± 5**	47 ± 6
TC	F	**13.1 ± 2.8**	**2.8 ± 0.8**	**1.9 ± 0.2**	2.2 ± 0.3	**5.1 ± 0.2**	1.6 ± 0.3	96 ± 14	66 ± 5	**7 ± 1**	**6 ± 2**
	C	**67.1 ± 3.5**	**38.7 ± 7.8**	**22.6 ± 0.0**	7.0 ± 0.0	**11.1 ± 0.4**	4.0 ± 1.0	166 ± 24	91 ± 9	**180 ± 1**	**447 ± 6**
CH	F	71.7 ± 4.1	46.2 ± 2.3	2.5 ± 0.5	2.5 ± 1.0	7.4 ± 0.7	3.1 ± 0.0	**102 ± 4**	30 ± 3	53 ± 9	**179 ± 8**
	C	49.4 ± 39.9	41.5 ± 34.2	0.4 ± 0.4	0.9 ± 0.7	4.3 ± 1.7	2.7 ± 0.5	**50 ± 3**	31 ± 0.0	72 ± 1	**120 ± 13**
TY	F	37.4 ± 4.5	**23.1 ± 3.4**	2.6 ± 0.8	**2.6 ± 1.5**	13.3 ± 2.2	6.4 ± 1.4	133 ± 16	**119 ± 7**	**4 ± 1**	**5 ± 2**
	C	46.4 ± 1.8	**49.1 ± 3.6**	17.8 ± 5.5	**9.5 ± 1.9**	11.4 ± 0.3	8.9 ± 0.2	158 ± 16	**169 ± 16**	**37 ± 10**	**52 ± 13**

稻田鄰近TY樣區外，非水稻田鄰近林地樣區之土壤pH值在深度0-20 *cm*內均明顯較鄰近農地低，約下降0.4-1.8 pH單位，而鄰近水稻田TY樣區之土壤pH值，則在林地與農地土壤間無顯著差異。

樣區土壤總體密度約介於0.81-1.53 $g\ cm^{-3}$ (表二)，非水稻田鄰近林地樣區有較低的土壤總體密度，但兩者差異僅出現在表層0-10 *cm*土壤，下層10-20 *cm*土壤則無顯著性差異。鄰近水稻田TY樣區之土壤總體密度則呈相反結果，TY林地土壤總體密度於深度0-20 *cm*內均明顯高於鄰近水稻田土壤(1.28 vs 0.81 $g\ cm^{-3}$ at 0-10 *cm*; 1.40 vs 0.97 $g\ cm^{-3}$ at 10-20 *cm*)。

非水稻田鄰近林地樣區之土壤有機碳濃度在土壤表層0-10 *cm*明顯高於鄰近農地(表二)，其中，TN1與TN2林地土壤更在下層10-20 *cm*土壤顯著高於鄰近農地。不過，水稻田鄰近TY樣區則呈現相反結果，其林地土壤有機碳濃度明顯低於鄰近水稻田，兩者有機碳濃度分別為20.0 vs 31.0 $g\ kg^{-1}$ (0-10 *cm*土壤)與9.2 vs 26.1 $g\ kg^{-1}$ (10-20 *cm*土壤)。樣區土壤氮濃度分布大致與有機碳濃度分布一致，非水稻田鄰近林地樣區之土壤氮濃度明顯較鄰近農地土壤高，但鄰近水稻田TY林地土壤氮濃度則小於鄰近農地。非水稻田鄰近林地樣區之土壤碳氮比在表層0-10 *cm*土壤明顯高於鄰近農地，而下層10-20 *cm*土壤雖無個別樣區間的顯著差異，但仍然呈現林地土壤之碳氮比高於鄰近農地。鄰近水稻田TY樣區則呈現相反結果，鄰近水稻田土壤碳氮比高於林地土壤碳氮比。

單位面積土壤有機碳儲存量與氮儲存量的分布就如土壤有機碳與氮濃度的分布(表二)，非水稻田林地樣區土壤有機碳與氮儲存量明顯高於鄰近農地，在土壤深度0-20 *cm*下，非水稻田鄰近林地樣區平均土壤有機碳與氮儲存量分別為28.7 $ton\ C\ ha^{-1}$與2.6 $ton\ N\ ha^{-1}$，而鄰近農地平均土壤有機碳與氮儲存量則為16.0 $ton\ C\ ha^{-1}$與2.1 $ton\ N\ ha^{-1}$，即非水稻田鄰近林地土壤在土壤深度0-20 *cm*內，可較鄰近農地增加12.7 $ton\ C\ ha^{-1}$土壤有機碳儲存量與0.5 $ton\ N\ ha^{-1}$氮儲存量。相反地，水稻田鄰近TY林地樣區的土壤有機碳與氮儲存量則較鄰近水稻田低，雖然表層0-10 *cm*土壤無顯著性差異，但深度10-20 *cm*土壤的有機碳與氮儲存量則分別減少12.0 $ton\ C\ ha^{-1}$與0.4 $ton\ N\ ha^{-1}$。而就五個調查樣區平均而言，林地土壤在土壤深度0-20 *cm*內，可較鄰近農地增加7.8 $ton\ C\ ha^{-1}$土壤有機碳儲存量與0.3 $ton\ N\ ha^{-1}$氮儲存量。

調查樣區土壤CEC (at pH 7.0)與交換性鹽基陽離子，受到母質、植生與田間管理等的影響甚大，而呈現極大的變異，也使得林地與農地分布情形並不一致(表二)。非水稻田鄰近林地樣區之CEC (at pH 7.0)一般以林地樣區明顯高於鄰近農地(e.g. TN1、TN2與CH)，不過，TC樣區CEC則在林地與農地間並無顯著差異；鄰近水稻田TY林地樣區則在土層10-20 *cm*土壤CEC明顯低於鄰近水稻田。以交換性鹽基陽離子而言，TN1與TN2樣區之林地土壤交換性鹽基(鈣與鎂離子)含量高於鄰近農地，但TC樣區之林地土壤交換性鹽基含量卻低於鄰近葡萄園；而含有石灰岩沖積土壤的CH樣區，林地與農地土壤交換性鹽基含量並無顯著差異；TY樣區林地土壤的交換性鉀含量，在土層10-20 *cm*土壤低於鄰近水稻田，但交換性鈣、交換性鎂離子則無顯著差異。

調查樣區有效性磷含量同樣呈現極大變異，表層0-10 *cm*土壤有效性磷含量介於4-180 $mg\ kg^{-1}$，10-20 *cm*土壤則介於5-447 $mg\ kg^{-1}$。大致而言，除彰化CH樣區土壤有效性磷在林地與農地無顯著差異外，其它樣區之農地土壤有效性磷含量均明顯高於林地土壤，甚至在TC與TY樣區，兩者差異可達10-70倍。

林地與農地土壤性質成對t-test分析結果如表三所示，普遍以表層0-10 *cm*土壤較下層10-20 *cm*土壤有更明顯差異存在。對不同土壤性質而言，土壤pH值、有機碳儲存量、氮儲存量、碳氮比等，特別是在表層0-10 *cm*土壤，不論鄰近是旱田或水田，林地土壤均明顯地較鄰近農地土壤呈現較低的土壤pH值與較高的有機碳儲存、氮儲存與碳氮比。而土壤總體密度、有機碳與氮濃度等土壤性質，非水稻田鄰近林地樣區土壤仍有較低土壤總體密度與較高有機碳與氮濃度，但一旦加入水稻田鄰近樣區後，由於水稻田較低的土壤總體密度與較高的有機碳與氮濃度，使得整體林地與鄰近農地樣區間無顯著性差異。而在土壤交換性鹽基陽離子、CEC與有效性磷含量等性質上，由於個別樣區間的變異，使得林地與農地土壤間並無整體上的顯著性差異。

二、土壤有機物粒徑分離與礦物鑑定

表層0-10 *cm*土壤經超音波粉碎及重力離心分離後，土壤之重量回收率約介於94-99%間(表四)，其中，砂粒粒徑重量約佔全部土壤39-95%，坋粒粒徑重量佔3-53%，粘粒粒徑重

表三　林地與農地樣區土壤性質成對t-test分析

Table 3. P-value of the paired t-test for selected soil properties between afforested and cultivated stands

	0-10 *cm*		10-20 *cm*	
	p value (4 sites)[1]	*p* value (5 sites)[2]	*p* value (4 sites)[1]	*p* value (5 sites)[2]
pH	0.04	0.02	0.04	ns
Bulk density	0.05	ns	0.04	ns
SOC content	< 0.01	ns	0.07	ns
TN content	0.02	ns	0.04	ns
C/N	< 0.01	0.05	0.02	ns
SOC storage	< 0.01	0.02	0.02	ns
TN storage	0.06	0.05	ns	ns
Exch. Ca	ns	ns	ns	ns
Exch. K	ns	ns	ns	ns
Exch. Mg	ns	ns	ns	ns
CEC	ns	ns	ns	ns
Avail P	ns	ns	ns	ns

1 *p* value of paired t-test between afforested and cultivated stands for TN1, TN2, TC and CH.

2 *p* value of paired t-test between afforested and cultivated stands for TN1, TN2, TC, CH and TY.

表四　林地與農地表層0-10 *cm*土壤經超音波粒徑分離後的不同粒徑相對量

Table 4. Particle-size distribution by ultrasonic dispersion for the surface 0-10 *cm* soils in the afforested and cultivated stands

	Land use	Recovery %	Sand (50-2000 μm)	Silt (2-50 μm)	Clay (< 2 μm)
TN1	F[1]	97.6	398 ± 62[2,3]	537 ± 65	**65 ± 5**
	C[1]	98.5	562 ± 59	403 ± 52	**35 ± 8**
TN2	F	94.2	837 ± 8	142 ± 7	22 ± 1
	C	98.8	848 ± 15	131 ± 14	21 ± 2
TC	F	98.9	730 ± 24	221 ± 26	49 ± 28
	C	98.7	745 ± 17	218 ± 16	37 ± 1
CH	F	99.7	953 ± 3	33 ± 2	14 ± 3
	C	99.1	906 ± 7	79 ± 59	16 ± 1
TY	F	98.2	**428 ± 11**	**511 ± 51**	61 ± 6
	C	96.8	**566 ± 22**	**367 ± 24**	67 ± 17

1 F:afforested stands; C: cultivated stands.

2 Data were given as mean values with standard error of mean (n = 3).

3 Significant differences between afforested and cultivated stands are in bold ($p < 0.05$).

量則僅為1.4-6.7%。對照比重計法(hydrometer method)所使用的化學與機械分散方式，超音波分離並未將土壤團粒結構完全分散，導致有較多的砂粒粒徑含量與較少的粘粒粒徑含量(表一與表四)。

不同粒徑下的土壤有機碳濃度($g\ C\ kg^{-1}$ fraction)以粘粒粒徑含量最高，其次為坋粒粒徑與砂粒粒徑(表五)，且粘粒粒徑土壤有機碳濃度高於未分離前土壤全有機碳濃度，約為原有未分離前土壤全有機碳濃度的1.2-10.2倍，而砂粒粒徑有機碳濃度則普遍低於未分離前土壤全有機碳濃度。不同粒徑氮濃度($g\ N\ kg^{-1}$ fraction)分布情形與碳的分佈相似，隨粒徑愈大其氮濃度愈低，粘粒粒徑氮濃度可為原有土壤氮濃度的2.2-11.3倍，而砂粒粒徑氮濃度同樣地也是普遍低於未分離前土壤氮濃度。不同粒徑的土壤碳氮比以砂粒粒徑碳氮比最高，而粘粒粒徑碳氮比最低，粘粒徑徑碳氮比

表五　林地與農地表層0-10 *cm*不同粒徑下的碳含量、氮含量與碳氮比

Table 5. Carbon content, nitrogen content and C/N ratio in the particle-size distribution for the surface 0-10 *cm* soils in the afforested and cultivated stands

	Land use	Sand	Silt	Clay	Sand	Silt	Clay	Sand	Silt	Clay
		g C kg^{-1} fraction			g N kg^{-1} fraction			C/N ratio		
TN1	F[1]	**38.6 ± 8.5**[2,3]	**12.4 ± 1.7**	**37.7 ± 1.7**	**2.7 ± 0.6**	**1.2 ± 0.2**	4.9 ± 0.2	14.3 ± 3.3	10.4 ± 0.4	**7.3 ± 0.1**
	C[1]	**7.7 ± 0.9**	**5.5 ± 0.6**	**28.1 ± 1.1**	**0.5 ± 0.0**	**0.5 ± 0.1**	4.3 ± 0.1	16.9 ± 1.3	10.7 ± 0.2	**6.4 ± 0.1**
TN2	F	**13.8 ± 3.0**	**37.5 ± 1.3**	53.2 ± 1.6	0.9 ± 0.2	**3.5 ± 0.3**	8.0 ± 0.5	**15.4 ± 0.8**	**10.9 ± 0.7**	6.7 ± 0.3
	C	**3.0 ± 0.6**	**17.3 ± 2.1**	43.3 ± 3.3	0.4 ± 0.0	**2.2 ± 0.3**	6.8 ± 3.3	**6.8 ± 1.2**	**8.0 ± 0.1**	6.4 ± 0.1
TC	F	**19.2 ± 0.9**	41.4 ± 7.7	63.0 ± 7.9	1.2 ± 0.1	2.6 ± 0.3	5.7 ± 0.5	**17.1 ± 0.4**	**13.2 ± 0.0**	6.9 ± 0.7
	C	**13.8 ± 0.3**	22.1 ± 3.0	32.9 ± 1.2	1.0 ± 0.0	2.3 ± 0.2	5.6 ± 0.4	**13.5 ± 0.4**	**9.6 ± 0.3**	5.9 ± 0.2
CH	F	**11.3 ± 0.9**	**36.6 ± 1.4**	**56.3 ± 4.9**	**1.4 ± 0.0**	**5.6 ± 0.2**	**11.5 ± 1.0**	**7.9 ± 0.6**	**7.2 ± 0.1**	4.9 ± 0.3
	C	**1.5 ± 0.0**	**7.6 ± 3.7**	**22.6 ± 8.2**	**0.5 ± 0.0**	**1.6 ± 0.6**	**7.2 ± 0.2**	**3.1 ± 0.1**	**4.6 ± 0.8**	3.2 ± 1.2
TY	F	27.1 ± 1.7	**18.9 ± 1.0**	**29.8 ± 1.3**	**2.6 ± 0.0**	2.4 ± 0.1	4.2 ± 0.0	10.4 ± 0.6	8.0 ± 0.2	7.0 ± 0.3
	C	40.2 ± 4.7	**25.0 ± 1.5**	**38.6 ± 2.2**	**3.6 ± 0.4**	2.8 ± 0.2	4.9 ± 0.3	11.2 ± 0.7	9.0 ± 0.5	7.9 ± 0.2

1 F:afforested stands; C: cultivated stands.

2 Data were given as mean values with standard error of mean (n = 3).

3 Significant differences between afforested and cultivated stands are in bold ($p < 0.05$).

也小於原有土壤之碳氮比。

不同粒徑之土壤有機碳與氮濃度在林地與農地土壤的差異並不相同，基本上，砂粒與坋粒粒徑的差異較接近原有土壤有機碳與氮濃度的差異，即表層0-10 *cm*土壤中，非水稻田林地與農地土壤間呈現顯著性差異，而粘粒粒徑的差異僅出現TN1與CH樣區。水稻田TY農地土壤則在坋粒與粘粒粒徑有機碳濃度高於林地，同樣顯示水稻田的耕作方式不同於其它樣區，而有不同的結果。

粘粒粒徑雖有較高之土壤有機碳與氮濃度，但因相對重量較少，使得表層0-10 *cm*土壤有機碳與氮儲存量，由大而小依序為砂粒粒徑、坋粒粒徑與粘粒粒徑(圖一與圖二)。同樣地，砂粒與坋粒粒徑之土壤有機碳與氮儲存量，在林地與農地的差異較接近原有土壤的差異，即表層0-10 *cm*土壤林地與農地土壤普遍具有顯著差異，但粘粒粒徑土壤有機碳儲存量的差異僅在TN1與TC樣區有差異，TN2與CH樣區之粘粒粒徑土壤有機碳儲存量於林地與農地土壤間並無顯著差異，而粘粒粒徑氮儲存量則所有樣區之林地與農地土壤間均無顯著差異。

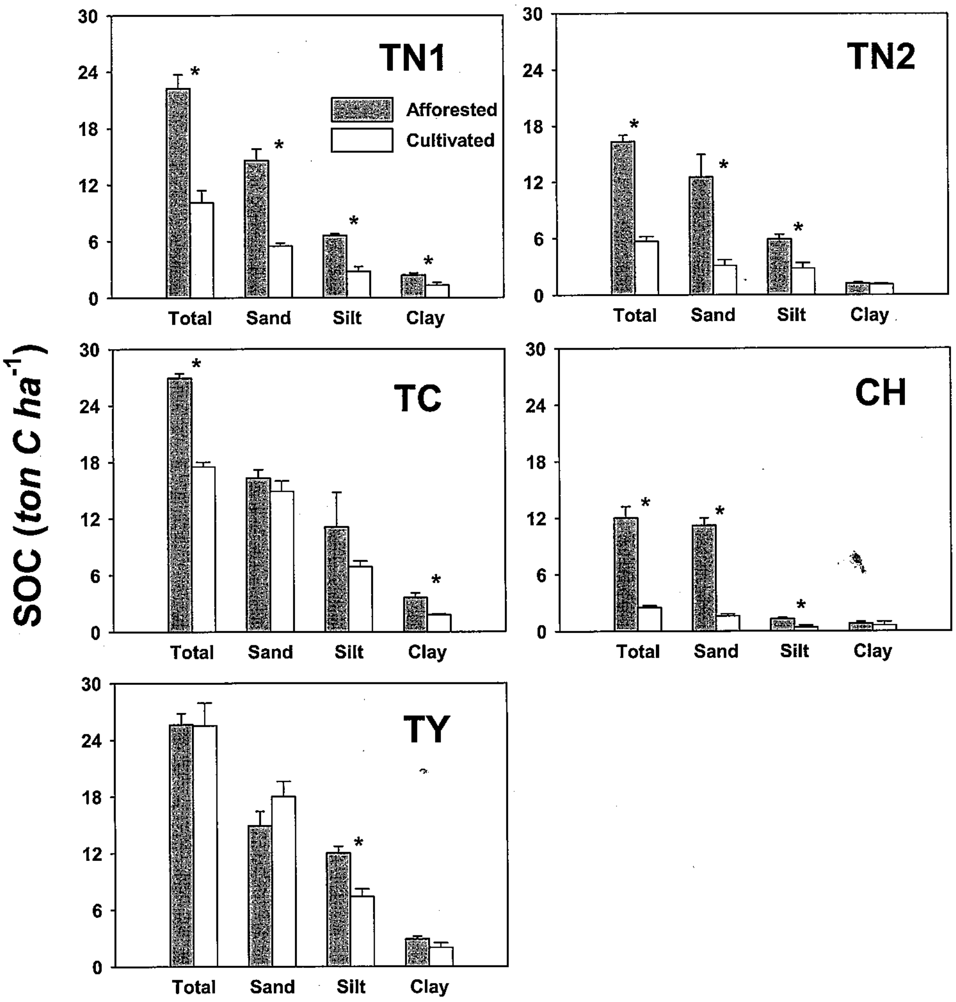
粘土礦物含量半定量結果如表六所示，除TY樣區粘土礦物引用劉與莊[22]外，個別樣區(TN1、TN2、TC與CH)粘土礦物分析XRD圖譜可參考林碩士論文[23]。黏土礦物鑑定結果顯示樣區之粘土礦物均以伊來石、高嶺石、綠泥石與石英等相對較低CEC與比表面積的礦物為主，部分樣區雖含有蛭石與水合層間蛭石等，但相對含量低，高CEC與高比表面積之高活性蒙特石、無定形礦物或火山灰等並不存在。

討　　論

一、林地與農地土壤性質的差異

研究結果顯示長期林地與鄰近農地土壤性質間呈現顯著性差異，除了受到農地轉作林地時土地利用改變的影響外，農地本身的管理與施肥，特別是水稻田耕作與堆肥施用，也同時影響林地與農地土壤性質間的差異。一般而言，林地土壤有較低的土壤pH值與總體密度，較高的有機碳、氮濃度及儲存量與碳氮比。不過，鄰近水田的低總體密度與高有機碳、氮濃度與碳氮比，則會改變這樣的趨勢。同樣地，農地樣區的肥料施用，也造成個別樣區土壤交換性鹽基、CEC與有效性磷含量等土壤性質的改變，使得林地與農地土壤間無整體上的顯著性差異。

林地土壤相較鄰近農地土壤有較低pH值的結果符合大部分的研究報告[9,11,12,24-27]。林地土壤較低pH值主要受到林地內累積較多有機酸，包括來自根分泌的有機酸與有機物分解形成的腐植酸，因而增加土壤酸度與降低土壤pH值[24,26]；相同地，農地土壤的禽畜糞堆肥或石灰添加，也會提高土壤pH值而造成林地與農地土

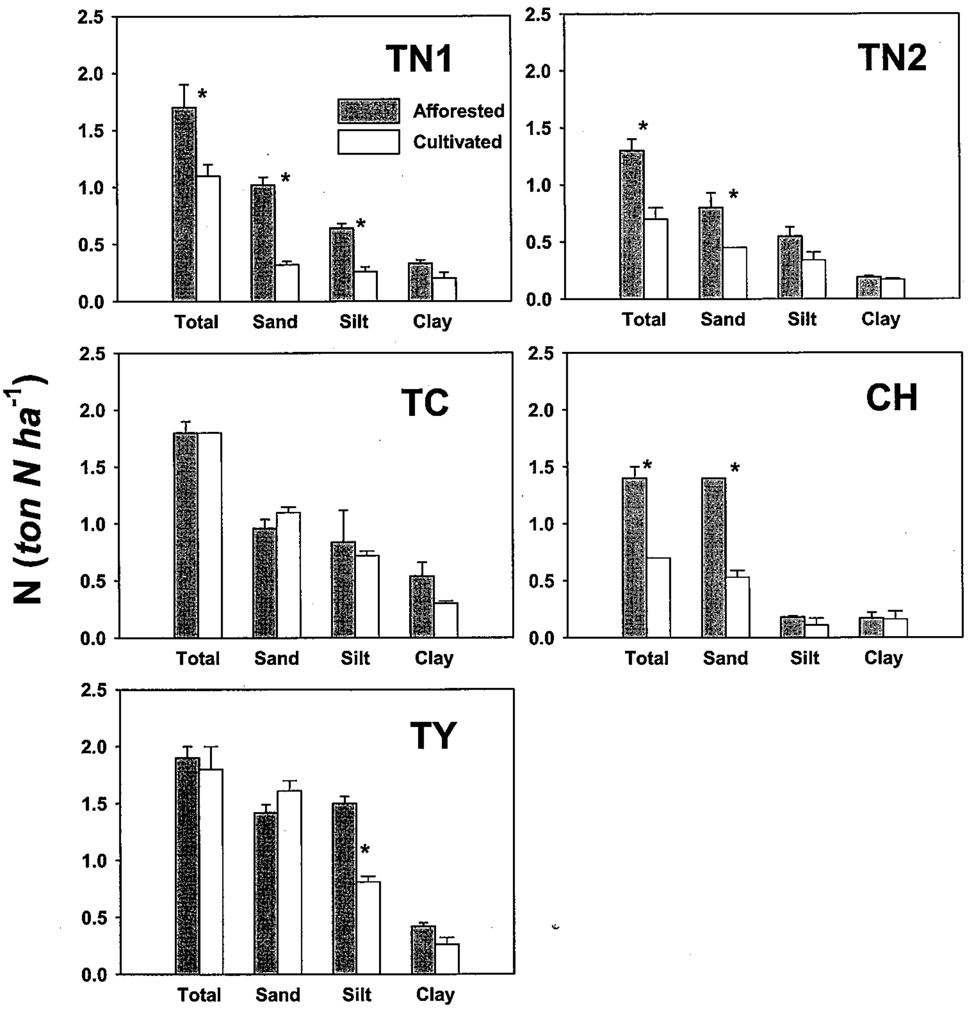


圖一 林地與農地表層0-10 *cm*土壤於不同粒徑下的碳儲存量。*表示林地與農地間有顯著性差異($p < 0.05$)
Fig. 1. Soil C storage in the particle-size distribution for the surface 0-10 *cm* soils in the afforested and cultivated stands. Asterisk means the significant difference between afforested and cultivated stand ($p < 0.05$).

壤的差異，就如TC樣區的葡萄園農地，其農地與林地土壤呈現最大pH值的差異，約有1.8 pH值單位差異(3.7 vs 5.5)。就葡萄園經營而言，邱[28]提出葡萄園經營的適宜土壤pH值應維持在6.0-7.5，且每年堆肥使用量應達10-15 *ton* ha^{-1}。此外，有些研究提出林木對鹽基陽離子(鈣、鎂、鉀等)的吸收與固定在植體內，將可能導致土壤交換性鹽基的減少與pH值的下降[9,23,28]，不過，對化育自含有石灰質特性的土壤而言(e.g. CH樣區)，這樣的機制會去影響到土壤pH值差異的可能機會相對較小，且本研究林地土壤交換換性鹽基含量也非如這些研究一般，出現林地土壤較低於農地土壤的現象(表二)。

林地土壤由於土壤有機物的增加，加上未再進行人為耕犁與機械壓實，使得土壤總體密度明顯低於鄰近農地，不過，兩者差異僅在最表層0-10 *cm*土壤，下層10-20 *cm*土壤則無顯著性差異。林地土壤在最表層有較低總體密度的結果，同樣也發表在Ritter等人[12]與Olszewska與Smal[26]研究。相反地，TY林地土壤總體密度反而較農地高，土壤採樣時間為二期水稻收割後(2009年12月)，且農地土壤採樣時，其土壤仍處在相當濕潤狀態(下層15 cm處出現飽和水)，水稻田表層土壤的耕犁與淺層根系分布，可能造成農地表層土壤(0-20 *cm*)有較低土壤總體密度的原因[30]。

非水稻田鄰近林地土壤有機碳濃度與碳儲存量顯著地高於鄰近農地，顯示林地土壤可增加碳量儲存而成為碳儲存庫(C sink)，這樣的結果同樣也發表在許多回顧文獻中[4-7]。林地土壤有機碳含量增加的原因，包括林地的減少



圖二　林地與農地表層0-10 *cm*土壤於不同粒徑下的氮儲存量。*表示林地與農地間有顯著性差異($p < 0.05$)

Fig. 2. Soil N storage in the particle-size distribution for the surface 0-10 *cm* soils in the afforested and cultivated stands. Asterisk means the significant difference between afforested and cultivated stand ($p < 0.05$).

耕犁[31]，較多的凋落物與植物殘體進入土壤，且這些進入林地土壤的有機物也較農地作物具有更高碳氮比及較難分解特性[32]。此外，林木生長過程所造成微氣候的改變，如降低林地土壤溫度，也可能降低土壤有機物分解速率[33]。不過，TY鄰近水稻田農地土壤有機碳量則明顯高於鄰近林地，主要原因在於水稻田浸水栽培，長時間的浸水還原狀態限制有機物分解而累積土壤有機物[34]，因此，一旦停止水稻田耕作，林地土壤的氧化環境，將加速原有土壤有機物質分解，造成土壤有機碳量的下降。相似的結果也發表在陳等人[35]研究中，作者認為水田轉作旱田造成土壤有機碳濃度與碳含量的減少；Vesterdal等人[13]同樣認為排水不良的林地環境，造成了土壤有機碳量的增加。造林時間相對較短的TY樣區(造林時間16年)，也可能由於林地初期的整地干擾或是林木生長初期較少有機物的補充，使得外加碳量無法補充原有土壤有機物的分解，而導致林地土壤有機碳量減少[6, 36]。比較TY林地與鄰近水稻田於不同土層有機碳量差異，顯示林地表層土壤0-10 *cm*土壤有機碳量已由林木枯落物的補充，呈現與鄰近水稻田間無顯著差異；但下層土壤10-20 *cm*的外來有機物補充仍不足抵銷造林所減少的碳量，顯示TY樣區林地土壤具有有機碳累積趨勢，不過，TY樣區林地土壤有機碳量是否能在更長林木生長時間下，彌補水田轉作的減少碳量，仍須後續研究加以證實。

表層土壤氮濃度與氮儲存量分布趨勢類似土壤有機碳，顯示林地土壤也為氮儲存庫。雖然也有研究指出林地土壤氮含量會因為林木對土壤氮素的吸收與保留，而造成土壤氮含量的

表六 林地與農地樣區之粘土礦物組成
Table 6. Clay mineral composition in the afforested and cultivated stands

	Land use	V[1]	I	K	Chl	Q	HIV
TN1	F[2]	+[3]	+++	+++	+	++	+
	C[2]	++	+++	++	++	++	++
TN2	F	+	+++	++++	+	++	+
	C	+	+++	+++	+	++	+
TC	F	-	++++	++	-	+++	-
	C	-	++++	+++	-	+++	-
CH	F	++	++++	++	+	++	+
	C	-	+++	++	+	++	+
TY[4]		+	++++	++	-	+	-

1 V: vermiculite; I: illite; K: kaolinite; Chl: chlorite; Q: quartz; HIV: Hydroxy Interlayer Vermiculite.
2 F:afforested stands; C: cultivated stands.
3 - : not detected; + : < 10%; ++ : 10-25%; +++ : 25-50%; ++++ : >50%.
4 劉與莊(1986)(22).

降低(9, 27)，不過，僅TY樣區出現林地土壤氮量較低於農地，其它樣區的林地土壤仍具有較高氮含量，推測這些樣區仍可藉由吸收鄰近農地氮肥(37)或是大氣氮沉降(38, 39)等外來氮源而持續累積氮量。TY林地樣區所減少土壤氮量，部分可被林木植體吸收而保留或殘留在枯枝落葉層，部分則可能經礦化、淋洗或脫氮作用而離開生態系統(11)。但對土壤碳氮比而言，由於林地土壤氮量的增加比例低於有機碳量的增加比例，使得林地土壤有較高的碳氮比。

土壤CEC一般與土壤有機物含量呈正相關，因此，林地土壤有機物質的增加(或TY樣區的減少)，可提高(或TY樣區降低)林地土壤CEC (表三)。不過，TC樣區林地土壤雖然含有較高土壤有機物，其CEC並未與鄰近農地葡萄園土壤呈顯著差異，顯示TC農地土壤在大量堆肥施用下，堆肥的高表面電荷密度可有效地提高農地土壤CEC(40)，致使農地與林地土壤CEC無顯著差異。

林木對鹽基陽離子的吸收與分配，可影響林地土壤交換性鹽基的分布，若鹽基離子被大量被保留在植體或枯枝落葉層，那將導致土壤交換性陽離子濃度的減少(9)；相反地，當吸收鹽基離子經由枯枝落葉的礦化與釋放，那回歸的鹽基離子將可能增加表層土壤的交換性鹽基含量，甚至可高於原有農地土壤的含量(10)。農地土壤的施肥或是農作物收穫移除，同樣也會改變土壤土壤交換性鹽基含量，進而影響林地與農地土壤差異。本研究得到不同樣區林地與農地土壤有不同交換性鹽基的分布趨勢，顯示個別樣區可能受到不同因子的影響而有差異。TN1、TN2在林地表上層0-10 *cm*土壤交換性鹽基相對高於鄰近農地，增加的交換性鹽基很有可能是來自林木植物吸收土壤鹽基，再經由枯枝落葉重新回歸至土壤表層；TC農地土壤較高交換性鹽基的原因，可能來自於葡萄園大量有機堆肥施用，直接提供鹽基陽離子於農地土壤，使得農地耕犁層0-20 *cm*土壤顯著高於林地。而對於含有石灰質粘板岩沖積土壤的CH樣區，林地的分配或農地的施肥與收獲，並沒有影響土壤交換性鹽基含量。

農地土壤有效性磷含量同樣會因農地施肥而增加，結果亦顯示大部分農地土壤有效性磷含量明顯高於林地(25, 41)，TC葡萄園農地土壤更在大量施肥下而有最高量的有效性磷含量，其土壤有效性磷含量甚至可高於林地土壤70倍以上(446.7 vs 6.2 $mg\ kg^{-1}$)。不過，由於磷在土壤中不易移動，過去農地使用時的施肥仍可能長時間地影響到現有林地土壤的磷含量(25)，因此，儘管個別樣區呈現相當明顯差異，但整體性林地與農地有效性磷含量並未達顯著差異。

二、土壤有機物粒徑分離、粘土礦物與固碳機制

土壤有機物粒徑分離與粘土礦物分析，可進一步那些性質的土壤有機碳(活性大小)可被蓄積在林地土壤，或是林地土壤是否可藉由粘土礦物的保護而增加土壤有機碳蓄積。土壤粒徑分離初步結果顯示利用超音波粉碎機所提供

之能量(60 $J\,mL^{-1}$與440 $J\,mL^{-1}$)並未能完全分散土壤團粒，特別對粘粒含量較高的TN1與TY土壤，超音波分離與比重計法分離兩者間差異最大。超音波粉碎方式對粘粒含量高土壤的較低分散效果，也同樣也被發表在Gregorich等人[42]與Yang等人[43]。因此，找出適合用於台灣土壤的超音波分散能量，仍待進一步研究探討。

超音波分離雖未能完全分散土壤團粒，但粒徑分離後，對有機物的分類結果仍符合我們的預期，即砂粒粒徑的碳氮比高，屬於新鮮且活性較大的土壤有機物；粘粒粒徑的碳氮比低，屬於經微生物分解的惰性土壤有機物。比較林地土壤與鄰近農地土壤有機物的粒徑分離分布，兩者最主要差異在於砂粒粒徑上，反應出林地土壤所增加的有機碳量偏向以新鮮有機物為主，不過，仍有部分樣區(如TN1)則逐漸增加至粘粒粒徑的差異，顯示長時間的林地土壤可能逐漸轉換土壤有機物至惰性有機物，提供較為穩定的碳吸存[44]。粒徑分離後的氮量改變，僅出現在砂粒與坋粒粒徑氮量上，粘粒粒徑氮量並無顯著差異，這也反應林地所蓄積有機物具有較高的碳氮比，碳蓄積速率可能高過對氮的蓄積速率。

許多研究報告指出土壤有機物含量可受到土壤礦物的影響，例如膨潤石、蛭石或火山灰不定型礦物等活性高的粘土礦物，可保護土壤有機物避免被微生物快速分解，而提高土壤有機碳量[45,46]。本研究樣區在TN1、TN2與TY樣區，雖然存在少許蛭石，蛭石的高CEC與高活性可與土壤有機碳結合並產生保護，但研究結果並沒有因為樣區土壤出現少量蛭石，而明顯造成林地土壤有機碳量的增加，即樣區中粘土礦物並無與林地土壤增加碳量直接相關。相同的現象，Feller與Beare[47]指出熱帶地區土壤粘土礦物的不同(低活性高嶺石 vs. 高活性膨潤石)，並不會造成土壤有機碳濃度的顯著差異。調查樣區土壤中有機碳含量雖然與土壤質地有關，就如粗質地的TN2與CH樣區之林地與農地土壤有機碳濃度與碳量均最低，但林地土壤增加碳量同樣也與土壤質地無直接相關。綜合而言，本研究得到台灣西部平地造林土壤有機碳含量可由於林地的建立而增加，不過，林地土壤碳量主要仍以活性大且容易被快速分解的土壤有機物為主，僅有部分林地的土壤有機物可轉變至低活性且分解慢的惰性土壤有機碳，因而可逐漸增加土壤有機碳的穩定性，這樣的結果也顯示現有林地土壤所蓄積有機碳量容易受到後續土地利用型態改變而有所影響[19,48]。

若以五個調查樣區為基準，長期林地表層0-20 *cm*土壤平均可較鄰近農地增加7.8 *ton C* ha^{-1}土壤有機碳量，相當於林地土壤平均每年(平均造林時間為23年)增加有機碳量為0.34 *ton C* $ha^{-1}\,y^{-1}$，這樣的結果相當接近全球農地轉作林地的平均土壤增加量(0.3 *ton* $ha^{-1}\,y^{-1}$)[4]。僅考慮非水稻田鄰近的林地土壤時，平均每年土壤有機碳蓄積量則為0.49 *ton C* $ha^{-1}\,y^{-1}$，高出全球平均值甚多，也呼應Laganiere等人[7]的研究，作者認為對溫帶海洋氣候與亞熱帶氣候的造林，提供相對較高的土壤有機碳蓄積量。

現有平地造林政策的造林面積目標為25,100公頃，並期望達到六萬公頃。在不考慮個別樣區造林管理與環境因子差異下，現有造林政策預期可在表層0-20 *cm*土壤增加1.9×10^5噸的土壤有機碳量，或在六萬造林願景下增加4.7×10^5 ton的土壤有機碳量。不過，若考慮生態系統其它部位碳庫(如林木碳量與死有機物質碳量等)的增加碳量時，林地生態系統固碳潛能將達118 *ton C* ha^{-1}碳量[15]，即在造林面積25,100公頃下，預期將可增加3.0×10^6 *ton*蓄積碳量；六萬公頃造林願景預期將可增加6.7×10^6 *ton*的蓄積碳量，或是相當於24.6×10^6 *ton*的二氧化碳吸收量。對現有台灣環境而言，這將是相當可觀的數字，即六萬公頃的造林將可抵銷七年全台農業、林業與漁業部門化石燃料燃燒釋放的二氧化碳量(每年3.47×10^6 *ton* CO_2釋放，行政院環境保護署統計資料)。

結　　論

轉作農地至林地後，長期林地的建立造成林地土壤性質與鄰近農地呈現顯著性差異，林地土壤一般有較低的土壤pH值、總體密度與較高的有機碳、氮濃度、儲存量與碳氮比。不過，就台灣而言，這些性質仍受到農地管理的影響，特別是水稻田管理，水田浸水環境使得水田土壤較林地土壤有更低的總體密度與更高的有機碳、氮濃度與碳氮比，則會改變這樣的趨勢。而土壤交換性鹽基、CEC與有效性磷含量等土壤肥力性質，由於受到個別樣區變異的影響，就如農地肥料施用管理或是土壤本身的高鈣、鎂含量緩衝能力，使得林地與農地樣區間並無整體上的顯著性差異。若以五個調查樣區為基準，長期林地表層0-20 *cm*土壤平均可較鄰近農地增加7.8 *ton C* ha^{-1}土壤有機碳量，相當於林地土壤平均每年增加有機碳量為0.34

ton C ha^{-1} *y*$^{-1}$，這樣的結果相當接近全球農地轉作林地的平均土壤增加量(0.3 *ton ha*$^{-1}$ *y*$^{-1}$)。僅考慮非水稻田鄰近土壤時，則平均每年土壤有機碳蓄積量為0.49 *ton C ha*$^{-1}$ *y*$^{-1}$，呼應Laganiere等人[7]的研究結果，即一般以溫帶海洋氣候與亞熱帶氣候的造林，提供相對較高的土壤有機碳蓄積量。在現有造林政策下，在造林面積25,100公頃下，表層0-20 *cm*土壤預期可達1.9 × 10^5 *ton*的碳量蓄積潛能，或六萬公頃造林願景下，表層0-20 *cm*土壤預期將達4.7 × 10^5 *ton*的碳量蓄積潛能。

致　謝

作者感謝國立台灣大學研發處與國科會(計畫編號98-2313-B-002-006-MY2)的經費支持。並感謝兩位審稿委員的指正與建議，讓本篇論文更具完整。碳元素濃度分析感謝臺灣大學理學院貴儀中心協助分析。田間採樣感謝陳泳升、洪志遠、黃于軒與洪志祐等人協助。

參 考 文 獻

(1) IPCC: Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Summary for Policy Makers. IPCC, http://www.ipcc.ch/SPM2feb07.pdf (2007).

(2) R. A. Houghton, J. L. Hackler and K. T. Lawrence: The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, **285**: 574-578 (1999).

(3) IPCC: 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC/IGES. Hayama, Japan. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/ (2006).

(4) W. M. Post and K. C. Kwon: Soil carbon sequestration and landuse change processes and potential. *Global Change Biol.*, **6**: 317-327 (2000).

(5) L. B. Guo and R. M. Gifford: Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biol.*, **8**: 345-360 (2002).

(6) K. I. Paul, P. J. Polglase, J. G. Nyakuengama and P. K. Khanna: Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.*, **168**: 241-257 (2002).

(7) J. Laganiere, D. A. Angers and D. Pare: Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biol.*, **16**: 439-453 (2010).

(8) UNFCCC: Clean development mechanism CDM Methodology 2010. pp. 184-207 (2010).

(9) S. T. Berthrong, E. G. Jobbagy and R. B. Jackson: A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecol. Appl.*, **19**: 2228-2241 (2009).

(10) A. Alriksson and M. T. Olsson: Soil changes in different age classes of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) on afforested farmland. *Plant Soil*, **168-169**: 103-110 (1995).

(11) J. Jug, F. Makeschin, K. E. Rehfuess and C. Hofmann-Schielle: Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *For. Ecol. Manage.*, **121**: 85-99 (1999).

(12) L. Vesterdal, E. Ritter and P. Gundersen: Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *For. Ecol. Manage.*, **169**: 137-147 (2002).

(13) E. Ritter, L. Vesterdal and P. Gundersen: Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant Soil*, **249**: 319-330 (2003).

(14) 林國慶、劉婉郁：平地景觀造林政策之執行成果與實證分析。*法制論叢*，**40**: 175-211 (2007)。

(15) 林映儒、鄭智馨、曾聰堯：台灣平地造林之碳吸存潛能：以長期果園廢耕地與造林地為例。*中華林學季刊*，刊印中 (2011)。

(16) A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney: Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties. Second Edition, pp. 1159. American Society of Agronomy (1982).

(17) M. R. Carter and E. G. Gregorich (Eds): Soil sampling and methods of analysis. Second Edition, pp. Canadian Society of Soil Science (2006).

(18) E. Amelung, W. Zech, X. Zhang, R. F. Follett, H. Tiessen, E. Knox and K. W. Flach: Carbon, nitrogen, and sulfur pools in particle-size fractions as influenced by climates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **62**: 172-181 (1998).

(19) D. Solomon, F. Fritzsche, J. Lehmann, M. Tekalign and W. Zech: Soil organic matter dynamics in the subhumid agroecosystems of the Ethiopian highlands: evidence from natural 13C abundance and particle-size fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **66**: 969-978 (2002).

(20) B. T. Christensen: Carbon and Nitrogen in particle size fractions isolated from Danish Arable soil by ultrasonic dispersion and gravity-sedimentation. *Acta Agri. Scandina.*, **35**: 175-187 (1985).

(21) R. Roscoe, P. Buurman and J. E. Velthorst: Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: carbon, nitrogen and $\delta^{13}C$ distribution in particle-size fractions. *Eur. J. Soil Sci.*, **51**: 445-454 (2000).

(22) 劉黔蘭、莊作權：台灣紅壤之理化與粘土礦物特性。*中國農業化學會誌*，**24**: 430-442 (1986)。

(23) 林映儒：*長期果園廢耕地與造林地之生態系統碳儲存量與土壤性質*。碩士論文。森林環境暨資源學系，國立台灣大學，台北 (2012)。

(24) E. N. Jobbagy and R. B. Jackson: Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*, **64**: 205-229 (2003).

(25) U. Falkengren-Grerup, T. Brink and J. Brunet: Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40-80 years of forest growth on agricultural soils. *For. Ecol. Manage.*, **225**: 74-81 (2006).

(26) M. Olszewska and H. Smal: The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. I. Physical and sorptive properties. *Plant Soil*, **305**: 157-169 (2008).

(27) H. Smal and M. Olszewska: The effect of afforestation with Scots pine *Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. II. Reaction, carbon,

nitrogen and phosphorus. *Plant Soil*, **305**: 171-187 (2008).
(28) 邱禮弘：葡萄之合理化施肥技術。pp. 167-176. 合理化施肥專刊。行政院農業委員會農業試驗所，霧峰，台中 (2005)。
(29) D. Binkley, D. Valentine, C. Wells and U. Valentine: An empirical analysis of the factors contributing to 20-year decrease in soil pH in an old-field plantation of loblolly pine. *Biogeochemistry*, **8**: 39-54 (1989).
(30) L. Wissing, A. Kolbl, Z. H. Cao and I. Kogel-Knabner: Development of bulk density, total C distribution and OC saturation during paddy soil evolution. 19th World Congress of Soil Science, 1-6 August 2010, Brisbane, Australia (2010).
(31) A. L. Wright, F. Dou and F. M. Hons: Soil organic Cand N distribution for wheat cropping systems after 20 years of conservation tillage in central Texas. *Agri. Ecosys. Environ.*, **121**: 376-382 (2007).
(32) C. Jolivet, D. Arrouays, J. Leveque, F. Andreux and C. Chenu: Organic carbon dynamics in soil particle-size separates of sandy Spodosols when forest is cleared for maize cropping. *Eur. J. Soil Sci.*, **54**: 257-268 (2003).
(33) E. A. Davidson and I. A. Janssens: Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, **440**: 165-173 (2006).
(34) J. M. Oades: The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, **5**: 35-70 (1988).
(35) 陳琦玲、林木連、郭鴻裕、江志峰、劉滄棽、朱戩良：土地利用改變對台灣農地土壤有機碳存量之影響評估。*土壤與環境*，**3**: 362-378 (2000)。
(36) M. A. Bashkin and D. Binkley: Changes in soil carbon following Eucalyptus afforestation in Hawaii. *Ecology*, **79**: 828-833 (1998).
(37) Y. L. Liang, T. C. Lin, J. L. Hwong, N. H. Lin and C. P. Wang: Fog and precipitation chemistry at a mid-land forest in central Taiwan. *J. Envrion. Qual.*, **38**: 627-636 (2009).
(38) T. D. Hooker and J. E. Compton: Forest ecosystem carbon and nitrogen accumulation during the first century after agricultural abandonment. *Ecol. Appl.*, **13**: 288-313 (2003).
(39) R. Mao, D.-H. Zeng, Y.-H. Hu, L.-J Li and D. Yang: Soil organic carbon and nitrogen stocks in an age-sequence of poplar stands planted on marginal agricultural land in Northeast China. *Plant Soil*, **332**: 277-287 (2010)
(40) M. Gao, F. Liang, A. Yu, B. Li and L. Yang: Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different *C/N ratios Chemosphere*, **78**: 614-619 (2010).
(41) B. H. Ellert and E. G. Gregorich: Storage of carbon, nitrogen and phosphorus in cultivated and adjacent forested soils of Ontario. *Soil Sci.*, **161**: 587-603 (1996).
(42) E. G. Gregorich, R. G. Kachanoski and R. P. Voroney: Ultrasonic dispersion of aggregates: distribution of organic matter in size fractions. *Can. J. Soil Sci.*, **68**: 395-403 (1988).
(43) X. M. Yang, C. F. Drury, W. D. Reynolds and D. C. MacTarvish: Use of sonication to determine the size distributions of soil particles and organic matter. *Can. J. Soil. Sci.*, **89**: 413-419 (2008).
(44) J. Six, R. T. Conant, E. A. Paul and K. Paustian: Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil*, **241**: 155-176 (2002).
(45) M. S. Torn, S. E. Trumbore, O. A. Chadwick, P. M. Vitousek and D. M. Hendricks: Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*, **389**: 170-173 (1997).
(46) C. Rasmussen, R. J. Southard and W. R. Horwath: Mineral control of organic carbon mineralization in a range of temperate conifer forest soils. *Global Change Biol.*, **12**: 834-847 (2006).
(47) C. Feller and M. H. Beare: Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, **79**: 69-116 (1997).
(48) 鄭智馨、陳彥睿、邱祈榮、林俊成、吳俊賢：檳榔園轉作造林之生態系統碳儲存量變化：以921地震後的中寮為例。*中華林學季刊*，**44**: 217-232 (2011)。